

地下水位波动对包气带中氮素运移影响规律的研究

李翔¹, 杨天学^{1,2}, 白顺果^{1,3}, 席北斗^{1*}, 朱性宝¹, 袁志业¹, 卫毅梅¹, 郇威¹

(1. 中国环境科学研究院 国家重点环境标准与风险评估实验室, 北京 100012; 2. 武汉大学资源与环境科学学院, 武汉 430072; 3. 河北农业大学城乡建设学院, 河北 071001)

摘要:为探讨地下水位不同尺度波动幅度中氮素运移规律, 室内通过土柱 I、II 和 III 模拟地下水位的不同尺度上下波动进行对比试验。试验中柱 I 水位保持静止、柱 II 波动幅度为 15 cm、柱 III 波动幅度为 30 cm, 在实验装置相同情况下, 得出三柱各土层中 DO、NO₃-N 和 NH₄⁺-N 浓度变化。结果表明: 柱 I 中 DO、NO₃-N 和 NH₄⁺-N 变化较小, 而柱 II、III 中 DO、NO₃-N 和 NH₄⁺-N 均变化较显著, 且柱 III 的变化幅度要大于柱 II。对比水位静止的柱 I, 当水位上升和下降后, 柱 II、III 各土层中 DO 和 NO₃-N 浓度均减小和增大, 增减趋势相同, 但 DO 和 NO₃-N 的变化幅度均为柱 III > 柱 II; NH₄⁺-N 浓度相应地增大和减小, 增减趋势相同, 但幅度柱 III > 柱 II。柱 II、III 进行两次循环波动后, 两土柱各土层中 NH₄⁺-N 均减小, 且减小幅度柱 III > 柱 II; NO₃-N 无明显规律。可知, 水位波动对土层中硝酸盐运移影响显著, 且水位波动尺度与该影响程度相关, 故在地下水硝酸盐污染风险评价时, 不可忽视水位波动对氮素运移的影响。

关键词: 水位波动; 波动尺度; 硝态氮; 铵态氮; 运移

中图分类号: S273 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2013)12-2443-08 doi:10.11654/jaes.2013.12.018

The Effects of Groundwater Table Fluctuation on Nitrogen Migration in Aeration Zone

LI Xiang¹, YANG Tian-xue^{1,2}, BAI Shun-guo^{1,3}, XI Bei-dou^{1*}, ZHU Xing-bao¹, YUAN Zhi-ye¹, WEI Yi-mei¹, LI Wei¹

(1. A State Key Laboratory of Environmental Criteria and Risk Assessment, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China; 2. School of Resource and Environmental Science, Wuhan University, Wuhan 430072, China; 3. Institute of Urban and Rural Construction, Agricultural university of Hebei, Baoding 071001, China)

Abstract: In order to investigate the law of nitrate movement with the variation of water table fluctuation, three soil columns were set to simulate the different levels of water table fluctuation, i.e. column I (control test), column II (fluctuation of 15 cm) and column III (fluctuation of 30 cm) in a laboratory comparative trial. In the same status of experimental installation, the change of DO, NO₃-N and NH₄⁺-N concentration were tested in these columns respectively. The results showed that the change of DO, NO₃-N and NH₄⁺-N concentration in the column II and III were more significant than that in the column I and the amplitude of variation in column III was larger than that in column II. Comparison with the rest level of column I, DO and NO₃-N concentration changed correspondingly in a same increase-decrease tendency in column II and III with the water level rise and fall, and the change range in column III is more significant than that in column II. This law was also observed in the case of NH₄⁺-N concentration change. After two circular fluctuations, the concentration of NH₄⁺-N in column II and III decreased and the scope of decrease in column III was greater than that in column II. However, the NO₃-N concentration had no obvious rule. Therefore, fluctuation can significantly influence the movement of nitrogen in soil column, and the degree of influence is related to the variation of water table fluctuation. Thus, during the groundwater nitrate contamination risk assessment, the influence of water table fluctuation on nitrate movement should not be neglected.

Keywords: water table fluctuation, fluctuation variation, nitrate nitrogen, ammonium nitrogen, movement

收稿日期: 2013-11-10

基金项目: 2013 年环保公益性行业科研专项“地下水污染源强评价、分类与防控技术研究”(201309003)

作者简介: 李翔(1970—), 女, 河南洛阳人, 博士, 副研, 主要从事地下水污染防治研究。E-mail: lixiang@craes.org.cn

通信作者: 席北斗 E-mail: xibeidou@263.net

近年来,地下水污染事件频发,污染严重。地下水安全引起了国内外学者的重视,并将不同污染物从地表进入地下水的迁移转化规律列为研究重点^[1-5],期望将污染物对地下水的影响降到最低。硝态氮与铵态氮为地下水的典型污染物,其在土壤中的迁移转化规律引起许多学者的关注和研究^[6-12]。研究表明,硝态氮具有水溶性强、迁移性强和吸附性弱等特点,极易随大气降水或灌溉用水进入地下土-水介质,恶化地下水水质,威胁人体健康。地下水水质的监测表明,许多国家的地下水均不同程度受到硝态氮的污染^[13-15]。造成这种污染的原因主要是由于人类农业活动中氮肥的过量使用,未被植物利用的氮素则主要以硝态氮及铵态氮的形式累积存在于土壤中。据统计,自上世纪 50 年代至今,全球氮肥施用增加了 8 倍。学者朱兆良对我国 1952 年和 1985 年农业活动使用的氮素平衡进行了比较,得出氮素在土壤中的储存趋于增加^[16]。

土壤中氮素的环境行为主要受土壤环境影响。土壤环境中包气带和饱和带的相互转化则主要受地下水水位波动的影响。国内外学者对地下水位波动进行了相关研究,包括水位变化对轻水油溶解的影响,水位变化对土壤盐分含量的影响,以及水位变化对硝态氮和铵态氮去除的影响等^[17-21]。但国内外关于地下水水位波动及波动大小对硝态氮及铵态氮在土壤中迁移转化规律的影响却鲜有报道。

基于此,本文通过进行室内土柱模拟试验,研究水位的波动对土壤中硝态氮及铵态氮分布的影响,为模拟预测水位波动对硝态氮及铵态氮迁移转化规律提供基础数据支持。

1 材料和方法

1.1 实验装置原理

试验设计 6 个规格相同的有机玻璃柱,内径为 20 cm,高为 100 cm,为减少实验过程中水分的蒸发,在玻璃柱柱口处覆盖扎孔保鲜膜。装置如图 1 所示。进行对比实验,其中柱 I、II、III 与柱 I'、II'、III' 分别对比,共分为 3 组,组 I (土柱 I 和 I')、组 II (土柱 II 和 II') 和组 III (土柱 III 和 III')。柱底通过软管与水槽底连通,利用水槽升降改变柱内水位。有机玻璃柱由上至下设有 4 个取样口,编号为 1#、2#、3#、4#,距柱底分别为 70 cm、55 cm、40 cm 和 25 cm,相邻点间隔 15 cm。采样点均设有 Rhizon 土壤溶液采样器(内径:1 mm,厂商:上海赛弗生物科技有限公司),各柱由下至上填充 10 cm 厚石英砂、70 cm 厚中砂、15 cm 厚玻璃珠(直径 5~6 mm)。

1.2 实验材料

试验选用中砂作为土壤介质填充土柱,其理化性质见表 1 和图 2。填充土柱前,砂土风干、过筛备用。在填充过程中,每填充 5 cm 厚土壤介质,用一定的力

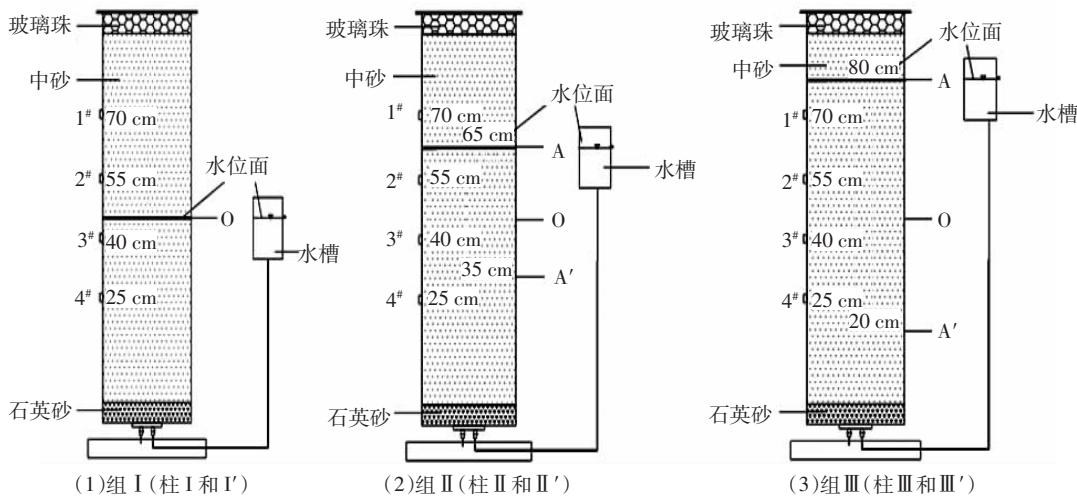


图 1 实验装置

Figure 1 Experimental Facilities

表 1 中砂理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of medium sand

密度/g·cm ⁻³	孔隙率/%	NO ₃ -N 含量/mg·kg ⁻¹	NH ₄ -N 含量/mg·kg ⁻¹	有机质/%	pH 值
1.35	55.6	2.449	2.571	0.93	8.75

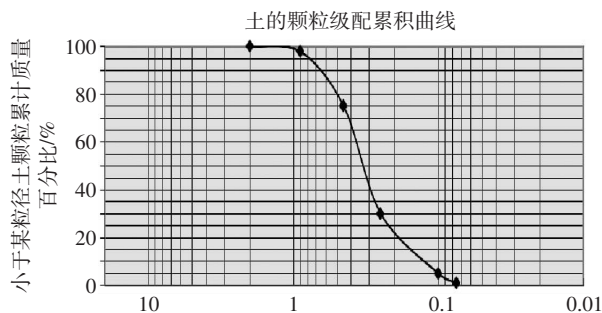


图 2 中砂颗粒级配曲线

Figure 2 Curve of grain size gradation

度和次数把土壤介质压实,再进行下次填土。实验用水均为蒸馏水,实验所用试剂均为分析纯。

1.3 分析仪器及方法

试验主要仪器设备包括紫外分光光度计(型号:UV-7504;厂商:上海精密)、便携式多功能水质分析仪(型号:DREL2800;厂商:美国哈希)和土壤温度计(型号:YT-300;厂商:西安亚创电子科技有限公司)。

NH_4^+-N 的测定采用钠氏试剂比色法, NO_3^--N 的测定采用紫外分光光度法^[23],pH 值和溶解氧用便携式多功能水质分析仪测定,温度用土壤温度计直接测定。

1.4 实验方法

实验在室温环境下进行,温度为 $(20\pm 3)^\circ\text{C}$ 。首先,通过水槽向柱内注入蒸馏水,调节水槽高度使 6 个柱子水位同时处在距离柱底 50 cm 处。静置 1 周待土柱内毛细现象和自然固结稳定后,利用蠕动泵将 2 L 浓度为 $500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的硝酸钠溶液通过软管注入淋浴喷头,使溶液均匀的喷洒在土柱顶端玻璃珠上。在半个小时内同时完成各个柱子溶液的添加,注入后水位有所上升,调节水槽,使土柱内水位在 50 cm 处。此后每周对各柱子取样一次,第一周(0~1)柱 II (II')和 III (III')水位保持在距离柱底 50 cm;第二周(1~2)柱 II (II')和 III (III')水位分别下降 15 cm 和 30 cm;第三周(2~3)水位再分别上升 15 cm 和 30 cm,回到初始

水位;第四周(3~4)水位再次上升 15 cm 和 30 cm;第五周(4~5)水位分别下降 15 cm 和 30 cm,水位再次回到距离柱底 50 cm 时即初始水位为一个周期。实验进行两个周期,每次水位波动之前取样,整个实验过程中柱 I (I')水位不变,保持在距离柱底 50 cm 处。各土柱具体波动见图 3。

2 结果

在数据分析时,采用土柱 I 和 I'、土柱 II 和 II'以及土柱 III 和 III'的均值进行研究实验现象。

2.1 土柱内环境指标变化

温度、pH 值和 DO 是影响硝化细菌和反硝化细菌生长繁殖的三个重要因素^[23]。本次试验在室内进行,各土柱温度均在 $(20\pm 3)^\circ\text{C}$ 的范围内波动(图 4),各土柱土壤溶液 pH 均值(图 5)变化范围为 7.2~7.7。图 6 所示为各柱子土壤溶液 DO 变化图,水位下降后,包气带下移,空气随之向下移动,导致同样位置的 DO 升高;水位上升,DO 变化与前者相反。

2.2 不同水位波动幅度对 NO_3^--N 动态的影响

硝化作用与反硝化作用是硝态氮和铵态氮相互转化的主要途径,硝化及反硝化细菌最适生长温度范

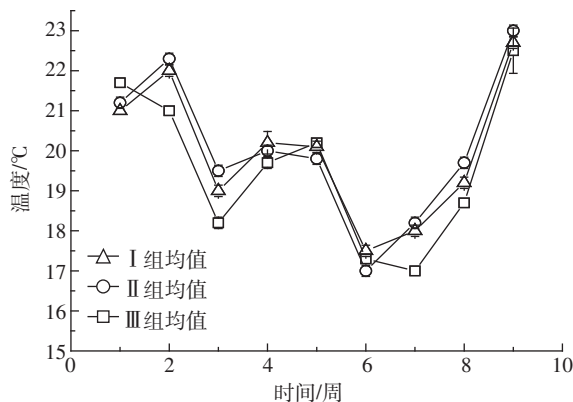


图 4 土柱温度变化

Figure 4 Change of temperature in column

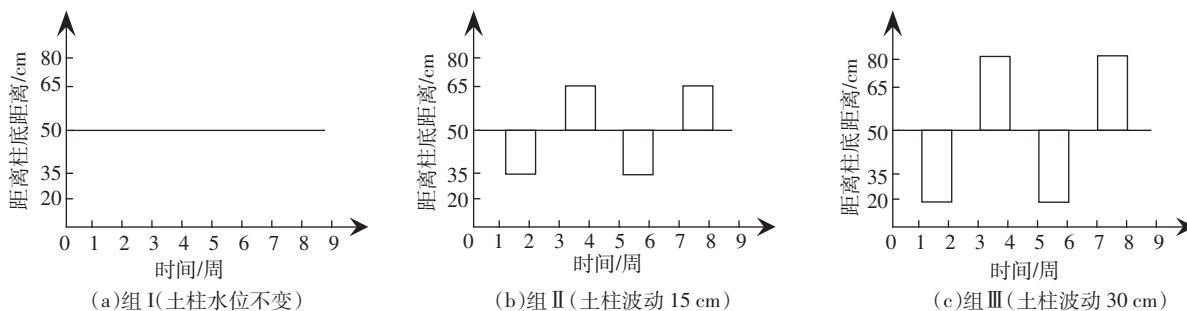


图 3 水位变化图

Figure 3 Variation of water table

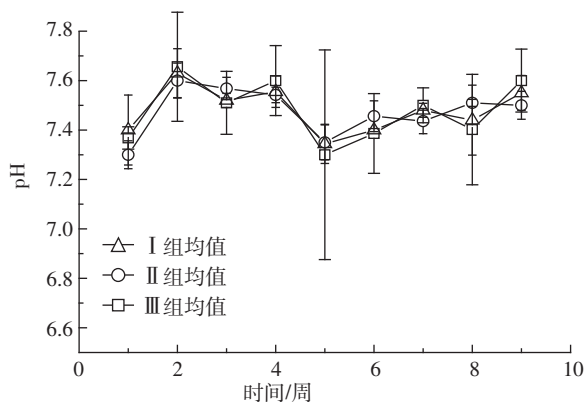


图5 土柱 pH 变化

Figure 5 Change of pH in column

围是 20~30 ℃, 适宜生长 pH 值范围均为 7.0~8.5, 由图 4 和图 5 可知, 实验条件下的温度和 pH 值均适合硝化及反硝化细菌生长; 通过图 6 与图 7 和图 8 的分别对比可知, DO 的变化趋势与各对应取样点 NO_3^- -N 浓度变化趋势相同, 与取样点 NH_4^+ -N 变化趋势基本相反。

硝态氮污染物进入土壤介质后, 在硝化和反硝化细菌的作用下, NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N 会相互转化, NO_2^- -N 为其中间产物且极不稳定, NO_2^- -N 浓度在整个实验过程中浓度极低^[17-18, 20-21], 所以本次实验不进行 NO_2^- -N 浓度的测定与分析。

图 7 反映了 NO_3^- -N 在相同土壤介质中, 不同水位波动条件下的浓度变化趋势。从图 7 中可以看出, 组 I 整体变化趋势小于组 II 和 III, 组 I 的 1[#] 和 2[#] 取样点 NO_3^- -N 浓度变化不明显, 3[#] 和 4[#] 取样点 NO_3^- -N 浓度呈缓慢下降趋势。组 II 和 III 各取样点的 NO_3^- -N 浓度随着水位变化而变化, 总体呈下降趋势。组 III 的 NO_3^- -N 浓度变化较组 II 明显。当水位下降时, 组 II 和 III 各取样点位置的土壤溶液中 NO_3^- -N 浓度增大; 当水位上升时, 组 II 和 III 的 NO_3^- -N 浓度减小。组 II 和 III NO_3^- -N 浓度与水位波动基本呈相反趋势。

(1) 组 II 和 III 的水位第一次位于最低点时 (2 周), 组 II 的 1[#]~3[#] 取样点 NO_3^- -N 浓度均增加, 增幅分别为: 1%、3.8% 和 13.6%, 4[#] 取样点 NO_3^- -N 浓度减小, 降幅为 3.7%; 组 III 的 1[#]~4[#] NO_3^- -N 浓度均增加, 增幅分别为: 6.5%、15%、15.3% 和 19.8%。

(2) 当组 II 和 III 的水位第一次由最低点升到最高点时 (4 周), 组 II 的 1[#]~4[#] 取样点 NO_3^- -N 浓度均减小, 降幅分别为: 3.6%、8.3%、19.2% 和 18.5%; 组 III 的 1[#]~4[#] 取样点 NO_3^- -N 浓度也均减小, 降幅分别为: 17.2%、26.1%、50.1% 和 44.6%。

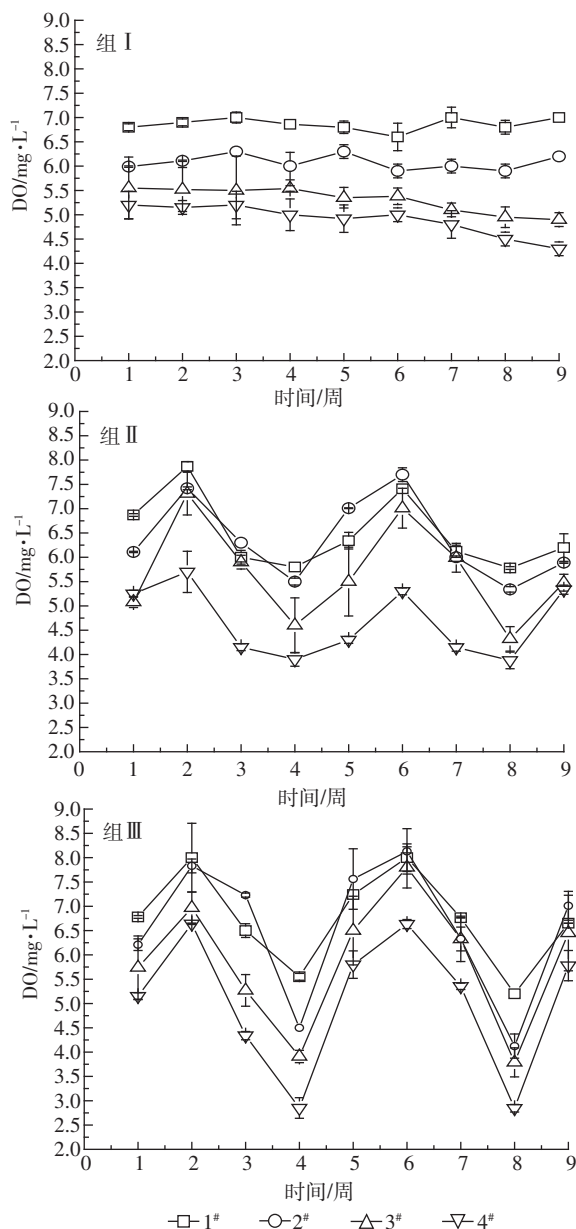


图6 各取样点 DO 变化

Figure 6 Change of DO at each sampling point

(3) 当组 II 和 III 的水位由最高点下降至最低点时 (6 周), 组 II 的 1[#]~3[#] 取样点 NO_3^- -N 浓度均增加, 增幅分别为: 2.2%、8.3% 和 9.1%, 4[#] 取样点 NO_3^- -N 浓度减小, 降幅为 2.9%; 组 III 的 1[#]~4[#] 取样点 NO_3^- -N 浓度均增加, 增幅分别为: 12.7%、17.1%、22.2% 和 22.6%。

(4) 当组 II 和 III 的水位再次由最低点上升到最高点时 (8 周), 组 II 的 1[#]~4[#] 取样点 NO_3^- -N 浓度均减小, 降幅分别为: 5.5%、14.2%、10.7% 和 4.2%。组 III 的 1[#]~4[#] 取样点 NO_3^- -N 浓度均减小, 降幅分别为: 13.8%、20.4%、31.6% 和 23.8%。

通过以上数据分析可知, 组 III 中 NO_3^- -N 浓度变

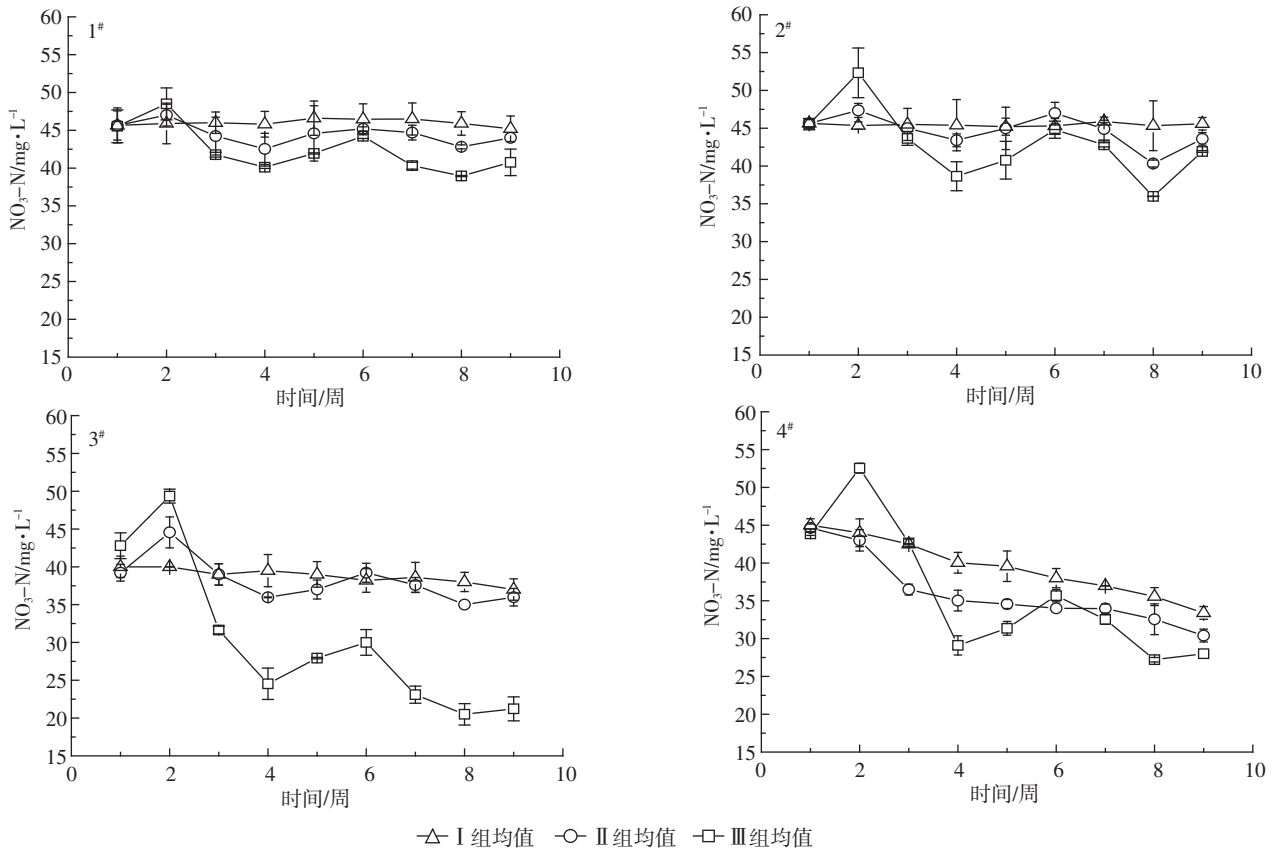
图 7 硝态氮 ($\text{NO}_3\text{-N}$) 各取样点浓度变化

Figure 7 Change of nitrate nitrogen concentration at each sample point

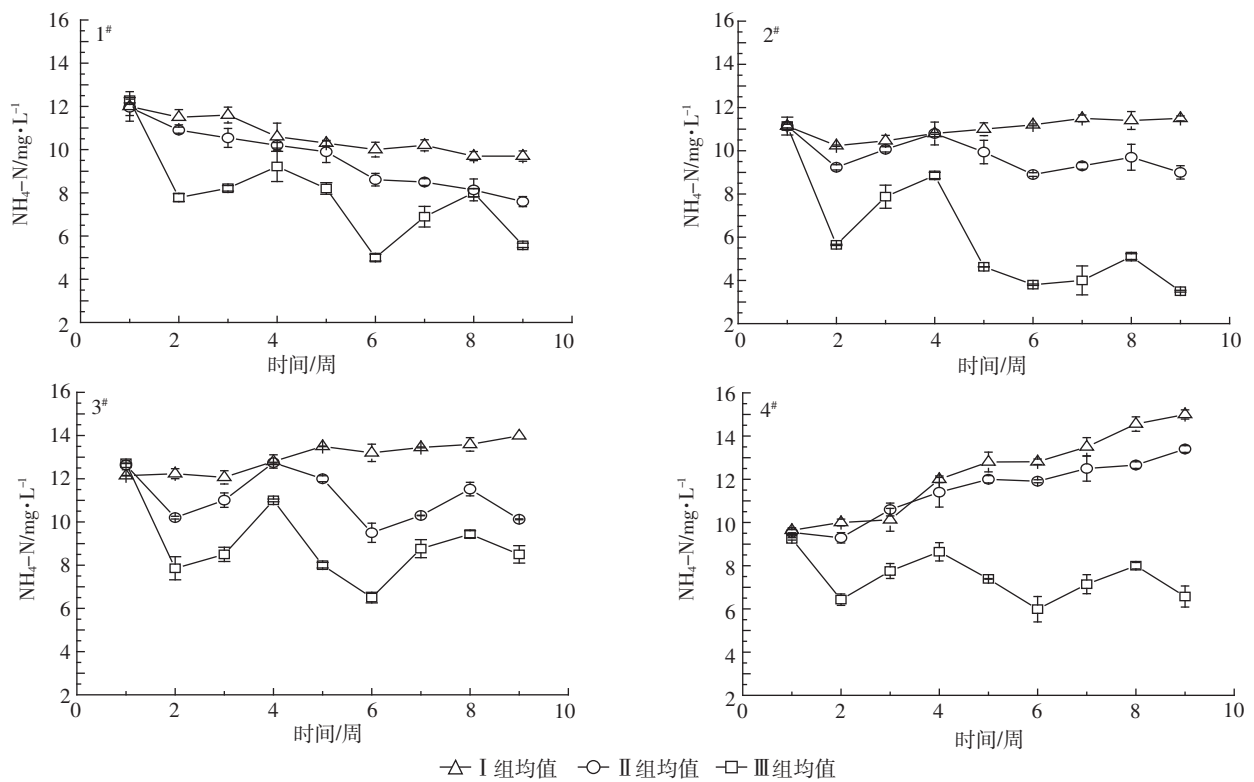
图 8 铵态氮 ($\text{NH}_4\text{-N}$) 各取样点浓度变化对比

Figure 8 Change of ammonium nitrogen concentration at each sample point

化幅度均大于组Ⅱ中 NO_3^- -N浓度变化幅度。

2.3 不同水位波动幅度对 NH_4^+ -N动态的影响

图8反映了在实验过程中各土柱 NH_4^+ -N浓度变化。从图8中可以看出,组Ⅰ铵态氮变化幅度均小于组Ⅱ和Ⅲ。组Ⅰ的1[#]取样点 NH_4^+ -N浓度呈缓慢下降趋势,2[#]~4[#]取样点 NH_4^+ -N浓度呈上升趋势。组Ⅱ的1[#]和4[#]取样点 NH_4^+ -N浓度受水位波动影响较小,在整个实验过程中,整体分别呈下降和上升趋势,2[#]和3[#]取样点 NH_4^+ -N浓度受水位波动影响明显,呈下降趋势;组Ⅲ1[#]~4[#]各取样点 NH_4^+ -N浓度在水位波动影响下整体有减小趋势,且当水位下降时,各取样点位置的土壤溶液中 NH_4^+ -N浓度减小;当水位上升时, NH_4^+ -N浓度增大, NH_4^+ -N浓度与水位波动基本呈相同趋势。

(1)当组Ⅱ和Ⅲ水位第一次位于最低点时(2周),组Ⅱ1[#]~3[#]取样点 NH_4^+ -N浓度均减小,降幅分别为:8.8%、17.1%和27.1%,4[#]取样点 NH_4^+ -N浓度增大,增幅为2.6%;组Ⅲ1[#]~4[#]取样点 NH_4^+ -N浓度均减小,降幅分别为:37.8%、49.3%、36%和23.6%。

(2)当组Ⅱ和Ⅲ水位第一次由最低点升到最高点时(4周),组Ⅱ1[#]取样点 NH_4^+ -N浓度减小,降幅为6.4%,2[#]~4[#]取样点 NH_4^+ -N浓度均增加,增幅分别为:16.9%、38.5%和21.5%;组Ⅲ1[#]~4[#]取样点 NH_4^+ -N浓度均增加,增幅分别为:59.5%、56.9%、45.8%和34.4%。

(3)当组Ⅱ和Ⅲ水位由最高点下降至最低点时(6周),组Ⅱ1[#]~3[#]取样点 NH_4^+ -N浓度均减小,降幅分别为:15.6%、17.5%和25.4%,4[#]取样点 NH_4^+ -N浓度增加,增幅为5.9%;组Ⅲ1[#]~4[#]取样点 NH_4^+ -N浓度均减小,降幅分别为:45.8%、57%、35%和31.7%。

(4)当组Ⅱ和Ⅲ水位再次由最低点上升到最高点时(8周),组Ⅱ1[#]取样点 NH_4^+ -N浓度减小,降幅分别为:5.4%,2[#]~4[#]取样点 NH_4^+ -N浓度升高,增幅分别为:9%、21.2%和12.3%。组Ⅲ1[#]~4[#]取样点 NH_4^+ -N浓度均增加,增幅分别为:60%、34.2%、45.1%和33.6%。

由以上数据分析可知,当水位变化时,组Ⅲ NH_4^+ -N浓度变化幅度均大于组Ⅱ NH_4^+ -N浓度变化幅度。与硝态氮变化相比较, NH_4^+ -N浓度变化趋势与 NO_3^- -N浓度变化趋势基本呈相反趋势。

3 水位波动条件下氮素在土柱中迁移转化过程的探讨

在水位波动下,硝态氮及铵态氮经土壤向下渗析的过程中,会发生吸附、硝化、反硝化等反应以及随水

流发生的溶质运移。由于土壤胶体一般带负电荷,所以 NO_3^- -N污染物不易被土壤颗粒吸附,主要以溶质形式存在于土壤溶液中,其迁移转化主要受土壤含水量、水流运动状态、土壤理化性质以及微生物的影响^[23-24]。 NH_4^+ -N则极易被土壤介质吸附,但在富氧环境中,在微生物作用下容易转化为硝态氮。由图7和8可知,硝态氮及铵态氮变化幅度大小顺序为:组Ⅲ>组Ⅱ>组Ⅰ,且经过波动后,土柱各取样点硝态氮及铵态氮浓度大小依次为:组Ⅰ>组Ⅱ>组Ⅲ,这是由于组Ⅲ各取样点处于波动带中,组Ⅱ只有2[#]和3[#]取样点处于波动带内。

当水位下降后,组Ⅱ1[#]~3[#]和Ⅲ的1[#]~4[#]取样点均处于包气带环境。组Ⅲ下降幅度大于组Ⅱ下降幅度,因此,整体而言组Ⅲ各土柱的给水度大于组Ⅱ各土柱给水度^[25],相同位置上,组Ⅲ各土柱包气带中毛细效果减弱程度大于组Ⅱ各土柱,土壤中自由含水量减少量大,同时土壤空隙中空气浓度增大,土壤孔隙水与空气接触面积大于组Ⅱ,溶解氧浓度增加幅度组Ⅲ>组Ⅱ,导致组Ⅲ中的硝化作用大于组Ⅱ中的硝化作用,所以组Ⅲ1[#]~3[#]的硝态氮浓度大于组Ⅱ对应取样点硝态氮浓度。水位下降后,组Ⅱ和Ⅲ的4[#]分别位于包气带(组Ⅲ)和饱和带(组Ⅱ)环境。组Ⅲ各土柱的4[#]取样点溶解氧大于组Ⅱ4[#]取样点溶解氧,所以前者4[#]取样点硝态氮浓度大于后者4[#]取样点浓度。在第一次水位下降的波动过程中,组Ⅲ的硝态氮及铵态氮浓度均小于组Ⅱ,这是由于组Ⅲ水位波动幅度大于组Ⅱ,组Ⅲ中更多的硝态氮溶质随水流迁移到饱水带中,硝态氮浓度被稀释的更多,同时由于组Ⅲ在波动过程中土壤孔隙水与空气接触面积更大,孔隙水的溶解氧高于组Ⅱ,导致组Ⅲ中吸附在土壤颗粒上更多的铵态氮转化为硝态氮,并随水流迁移到饱和带中。

水位上升,土柱波动带内溶解氧变化过程与水位下降土柱波动带内变化过程相反,因此引起的变化过程为相反过程。水位上升阶段,土柱波动带内的各点均由好氧阶段转变为缺氧阶段,各土柱内溶解氧浓度下降,由图7及图8可知,在水位上升阶段,硝态氮浓度整体呈下降趋势,铵态氮浓度整体呈上升趋势,土层中硝化作用减弱,反硝化作用增强,硝态氮在微生物的作用下可以转化为一定的铵态氮,同时土柱内少量的有机物在微生物作用下也可以进行厌氧反应,产生一定铵态氮。但是由于组Ⅱ的水位变化幅度小于组Ⅲ,因此组Ⅲ各土柱土壤环境变化更大,相对缺氧程度大于组Ⅱ,因此氮素变化幅度组Ⅲ大于组Ⅱ。

在整个实验中,组Ⅱ的1[#]和4[#]取样点铵态氮浓度始终分别减小和增大,受水位波动影响较小,这是由于1[#]和4[#]取样点不处于波动范围内,1[#]取样点始终处于包气带环境,水位波动引起的气体交换使土壤孔隙水中溶解氧保持在较高的浓度,铵态氮浓度容易被转化成硝态氮;而4[#]取样点处于饱水带,土壤环境相对缺氧,有利于溶液中硝态氮转化成铵态氮,铵态氮吸附在土壤颗粒上,受水位波动影响较小,饱水带中铵态氮积累,浓度增大。

4 结论

(1)地下水位波动可影响包气带中氮素迁移转化规律。总体变化趋势是:水位波动导致硝态氮及铵态氮的浓度均下降。

(2)水位波动影响土壤溶液DO的变化。水位下降,包气带下移,空气随之向下移动,同位置的DO升高;反之,水位上升,包气带上升,导致同位置的DO降低。

(3)不同的水位波动幅度对硝态氮和铵态氮的影响不同。对于硝态氮污染物,水位波动幅度越大,越有利于其向下迁移;对于铵态氮污染物,水位波动幅度越大,越有利于其转化为硝态氮,减少其在土壤颗粒上的吸附,有助于铵态氮的去除;而水位不变,则易造成铵态氮的积累增加。

(4)在实验过程中,铵态氮浓度增加可能是反硝化作用也可能是有机物厌氧反应的结果,无法确定反硝化细菌的作用大小,缺乏直接的反硝化证据,有待进一步进行微生物分析,更准确地解释其中的机理。

参考文献:

- [1] 张辉,刘广民,姜桂兰,等. 农药在土壤环境中迁移转化规律研究的现状与展望[J]. 世界地质, 2000, 19(2): 199-208.
ZHANG H, LIU G M, JIANG G L, et al. The progress ferrite magnetic material and the synthesize technique[J]. *World Geology*, 2000, 19(2): 199-208.
- [2] 张志红,赵成刚,李涛. 污染物在土壤、地下水及粘土层中迁移转化规律研究[J]. 2005, 19(1): 176-180.
ZHANG Z H, ZHAO C G, LI T. Research on contaminant transport and transform in soil, underground water and clay soil[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2005, 19(1): 176-180.
- [3] 胡泉,樊耀波,王敏健. 影响有机污染物在土壤中的迁移转化行为的因素[J]. 环境科学进展, 1998, 7(5): 14-22.
HU X, FAN Y B, WANG M J. Factors affecting behavior and fate of organic pollutants in soil[J]. *Advances in Environmental Science*, 1998, 7(5): 14-22.
- [4] 周睿,赵勇胜,任何军,等. 不同龄渗滤液及其在包气带中的迁移转化研究[J]. 环境工程学报, 2008, 2(90): 1189-1193.
ZHOU R, ZHAO Y S, REN H J, et al. Study on characteristics of different ages landfill leachate and its transport and transformation in vadose zone[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2008, 2(90): 1189-1193.
- [5] 王国贤,陈宝林,任桂萍,等. 内蒙古东部污灌区土壤重金属迁移规律的研究[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26: 30-32.
WANG G X, CHEN B L, REN G P, et al. Migration of heavy metals in soils receiving effluent irrigation in eastern Inner-Mongolia[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26: 30-32.
- [6] 王永刚,郑凡东,安同艳,等. 再生水中 NO_3^- -N、 NO_2^- -N、 NH_4^+ -N在粉土介质中迁移转化的研究[J]. 环境污染与防治, 2010, 32(1): 43-46.
WANG Y G, ZHENG F D, AN T Y, et al. Migration and transformation of NO_3^- -N, NO_2^- -N, and NH_4^+ -N of reuse water in silt[J]. *Environmental Pollution & Control*, 2010, 32(1): 43-46.
- [7] 杨维,郭毓,王晓华,等. 氮素在包气带与饱水层迁移转化的实验研究[J]. 环境科学研究, 2008, 21(3): 69-75.
YANG W, GUO Y, WANG X H, et al. Study on nitrogen migration and transformation in the zone of aeration and the zone of saturation by sand column experiments[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2008, 21(3): 69-75.
- [8] 张福珠,熊先哲,戴同顺. 应用N研究土壤-植物系统中氮素淋失动态[J]. 环境科学, 1984, 5(1): 21-24.
ZHANG F Z, XIONG X Z, DAI T S. Soil application of N-nitrogen leaching plant system dynamics[J]. *Environmental Science*, 1984, 5(1): 21-24.
- [9] 高茂生,李明,刘宝林,等. 反硝化在土壤及地下水中的净化作用[J]. 再生资源研究. 2003, 6: 38-40.
GAO M S, LI M, LIU B L, et al. The purification of the denitrification in soil and groundwater[J]. *Renewable Resources and Recycling Economy*, 2003, 6: 38-40.
- [10] Ma Hongbo, Marjorie Aelion C. Ammonium production during microbial nitrate removal in soil microcosms from a developing marsh estuary[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2005, 37: 1869-1878.
- [11] Witter E. Nitrogen losses during the composting of sewage sludge, and the effectiveness of clay soil, zeolite, and compost in adsorbing the volatilized ammonia[J]. *Biological Wastes*, 1988, 23: 279-294.
- [12] Kellman L M, Hillaire-Marcel C. Evaluation of nitrogen isotopes as indicators of nitrate contamination sources in an agricultural watershed[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2003, 9: 87-102.
- [13] Ridley A M, Mele P M. Legume 2 based farming in southern Australia. developing sustainable systems to meet environmental challenges[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2004, 36(8): 1213-1221.
- [14] Goss M J, Barry D A J, Rudolph D L. Contamination in Ontario farmstead domestic wells and its association with agriculture: results from drinking water wells[J]. *Journal of Contaminant Hydrology*, 1998, 32(3-4): 267-293.
- [15] Overgaard K. Trends in nitrate pollution of groundwater in Denmark[J]. *Nordic Hydrology*, 1989, 15(4): 177-184.

- [16] 朱兆良. 我国土壤氮素研究工作的现状与展望[M]. 北京: 科学出版社. 1986.
- ZHU Z L. Status and prospects of the research work of soil nitrogen[M]. Beijing: Science Press. 1986.
- [17] Steffy D A, Johnston C D, Barry D A. Numerical simulations and long-column tests of LNAPL displacement and trapping by a fluctuating water table[J]. *Journal of Soil Contamination*, 1998, 7(3): 325–356.
- [18] Xie T, Liu X H, Sun T. The effects of groundwater table and flood irrigation strategies on soil water and salt dynamics and reed water use in the Yellow River Delta, China[J]. *Ecological Modeling*, 2011, 222: 241–250.
- [19] Ye C, Cheng X L, Zhang Y L, et al. Soil nitrogen dynamics following short-term revegetation in the water level fluctuation zone of the Three Gorges Reservoir, China[J]. *Ecological Engineering*, 2012, 38: 37–44.
- [20] Ishida C K, Kelly J J, Gray K A. Effects of variable hydroperiods and water level fluctuations on denitrification capacity, nitrate removal, and benthic-microbial community structure in constructed wetlands[J]. *Ecological Engineering*, 2006, 28: 363–373.
- [21] Sasikala S, Tanaka N, Wah H S Y, et al. Effects of water level fluctuation on radial oxygen loss, root porosity, and nitrogen removal in subsurface vertical flow wetland mesocosms[J]. *Ecological Engineering*, 2009, 35: 410–417.
- [22] 张彦, 张远, 于涛, 等. 太湖沉积物及孔隙水中氮的时空分布特征[J]. 环境科学研究, 2010, 23(11): 1333–1342.
- ZHANG Y, ZHANG Y, YU T, et al. Spatial and temporal distribution of nitrogen species in sediment and interstitial waters of Taihu Lake[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2010, 23(11): 1333–1342.
- [23] 董维红, 林学钰. 浅层地下水氮污染的影响因素分析[J]. 吉林大学学报, 2004, 34(2): 231–235.
- DONG W H, LIN X H. Analysis on the influence factors of the nitrogen pollution in shallow groundwater[J]. *Journal of Jilin University*, 2004, 34(2): 231–235.
- [24] 殷士学, 陈丽敏. 土壤中硝化、反硝化微生物的研究进展[J]. 土壤学报, 2002, 39: 116–127.
- YIN S X, CHEN L M. Advances in the research of soil nitrifying and denitrifying microorganisms[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2002, 39: 116–127.
- [25] 王小丽, 程东会, 乔晓英. 地下水浅埋深条件给水度与水位降深的关系[J]. 西部资源, 2013(3): 52–56.
- WANG X L, CHENG D H, QIAO X Y. The relation between specific yield and depth to water table under shallow water table conditions[J]. *Western Resources*, 2013(3): 52–56.